

Fototrampeo en las Aulas: Oportunidades de la Ciencia Ciudadana para Contribuir al Conocimiento de la Distribución de los Mamíferos Silvestres

Tamara Murillo-Jiménez¹ , David Ferrer-Ferrando² , Cristina Olivares-Collado³ , José Guerrero-Casado^{3,*} ,
José A. Blanco-Aguilar² 

(1) Departamento de Educación, Facultad de Ciencias de la Educación y Psicología, Universidad de Córdoba, Córdoba, 14071, España.

(2) Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos, IREC (CSIC-UCLM-JCCM). Ronda de Toledo 12, Ciudad Real, 13071, España.

(3) Departamento de Zoología, Universidad de Córdoba, Edificio Charles Darwin, Campus de Rabanales, Córdoba, 14071, España.

* Autor de correspondencia / Corresponding author: José Guerrero-Casado [jose.guerrero@uco.es]

> Recibido / Received: 09/09/2024 – Aceptado / Accepted: 03/03/2025

Cómo citar / How to cite: Murillo Jiménez, T., Ferrer Ferrando, D., Olivares Collado, C., Guerrero Casado, J., Blanco Aguilar, J. A. Fototrampeo en las Aulas: Oportunidades de la Ciencia Ciudadana para Contribuir al Conocimiento de la Distribución de los Mamíferos Silvestres. 2025. *Ecosistemas* 34(1): 2848. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2848>

Fototrampeo en las Aulas: Oportunidades de la Ciencia Ciudadana para Contribuir al Conocimiento de la Distribución de los Mamíferos Silvestres

Resumen: El uso de cámaras trampa para estudiar la fauna silvestre ha aumentado exponencialmente en los últimos años debido a su facilidad de uso y costo relativamente bajo. Sin embargo, las experiencias que combinan esta técnica con la ciencia ciudadana para mejorar el conocimiento sobre la distribución de la fauna son muy escasas. Este estudio presenta los resultados de una experiencia educativa en diferentes centros escolares de la provincia de Córdoba, España, donde se implementaron el fototrampeo y la ciencia ciudadana para analizar la abundancia y diversidad de los mamíferos silvestres en el entorno de los centros educativos. Los datos obtenidos por las cámaras trampa en 11 cuadrículas UTM de 10x10 km fueron comparados con las observaciones disponibles entre 2008 y 2023 en *GBIF* y con observaciones no validadas en plataformas de ciencia ciudadana. En total, las cámaras trampa generaron 1605 registros de secuencias, resultando en 589 registros diarios de 15 especies de mamíferos silvestres concentradas en un cuatrimestre de muestreo. Este volumen de datos es equiparable al compartido en *GBIF* en esas áreas durante los últimos 15 años. Además, se documentaron especies cuya presencia no había sido detectada o confirmada a nivel de cuadrícula UTM 10x10 km, así como especies con un número reducido de registros. También se identificaron factores geográficos y de esfuerzo de muestreo asociados a la riqueza de especies. Estos resultados sugieren que el uso del fototrampeo en combinación con la ciencia ciudadana en centros educativos puede generar un volumen significativo de datos verificables y fiables, contribuyendo así a mejorar el conocimiento sobre la distribución de las especies de mamíferos silvestres.

Palabras clave: alfabetización científica; ciencia ciudadana; distribución de especies; fototrampeo; innovación educativa; mamíferos

Camera Trapping in Classrooms: Opportunities for Citizen Science to Contribute to the Knowledge of Wild Mammal Distribution

Abstract: The use of camera trapping to study wildlife has exponentially increased in recent years due to its ease of use and relatively low cost. However, experiences that combine this technique with citizen science to enhance knowledge about the distribution of wildlife are scarce. This study presents the results of an educational experience in several schools in the province of Córdoba, Spain, where camera trapping and citizen science were implemented to assess the abundance and diversity of wild mammals in the surroundings of schools. The records obtained by the camera traps in 11 UTM 10x10 km grids were compared with data available between 2008 and 2023 on *GBIF* and not validated records on citizen science platforms. In total, the camera traps generated 1605 sequences records, resulting in 589 daily records of 15 species of wild mammals concentrated in a four-month sampling period. This volume of data is comparable to that shared in *GBIF* in these areas over the past 15 years. Additionally, species whose presence had not been recorded or confirmed at the UTM 10x10 km grid level, as well as species with a low number of observations, were documented. Finally, geographic and sampling effort factors associated with species richness were identified. These results suggest that the use of camera trapping in combination with citizen science in educational centers can generate a significant volume of verifiable and reliable records, thus contributing to improving knowledge about the distribution of wild mammal species.

Keywords: scientific literacy; citizen science; species distribution; photo-trapping; educational innovation; mammals

Introducción

Actualmente la biodiversidad se enfrenta a un alarmante declive global causado principalmente por las actividades humanas (Ceballos et al. 2017). La destrucción de hábitats, la sobreexplotación de recursos, la introducción de especies invasoras, la contaminación o el cambio climático son algunas de las principales causas de esta pérdida de biodiversidad (Jaureguiberry et al. 2022). La caracterización y seguimiento de poblaciones de fauna silvestre pueden ayudar a comprender las causas y procesos involucrados en la pérdida de biodiversidad, así como a promover medidas más eficaces de gestión e incentivar políticas de protección y conservación (Hassani et al. 2021).

La Unión Europea (UE) exige que los estados miembros presenten informes a la Comisión Europea cada seis años sobre el estado de conservación de los hábitats y las especies con los resultados de la vigilancia y evaluación, así como las medidas de conservación implementadas y su efectividad (e.g., Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres). Sin embargo, recolectar indicadores a gran escala y repetidos en el tiempo que permitan conocer el estado de conservación de la biodiversidad requiere grandes esfuerzos y presenta ciertas dificultades asociadas en su mayoría a las limitaciones de recursos humanos y económicos. Las nuevas tecnologías (cámaras trampa, drones, sensores...), la colaboración entre diferentes instituciones (ONGs, administraciones o centros públicos de investigación) y la ciencia ciudadana, entendida como la participación de personas no profesionales en una investigación científica, pueden ser estrategias útiles para incrementar la capacidad de seguimiento al ampliar el rango geográfico, temporal y taxonómico, y reducir los costes asociados (Chandler et al. 2017; Theobald et al. 2015).

Por estos motivos, en el ámbito de la biodiversidad, muchas investigaciones reconocen los beneficios de la ciencia ciudadana y su capacidad para generar conocimiento científico y promover una conexión más profunda de la ciudadanía con la naturaleza, aumentando la conciencia ambiental y el conocimiento sobre la biodiversidad y los problemas ambientales (Dickinson et al. 2012; Pocock et al. 2017; Frigerio et al. 2018). Este enfoque también ayuda a reducir la brecha entre la ciencia y la sociedad (Castagneyrol et al. 2020), esencial para permeabilizar e incentivar el pensamiento crítico en las personas involucradas y fomentar una mayor responsabilidad y acción comunitaria (Toomey y Domroese 2013; Schuttler et al. 2018). Además, considerando la creciente desconexión de las personas con la naturaleza (Hooykaas et al. 2019), involucrar a estudiantes de las primeras etapas educativas en actividades científicas y sobre la naturaleza puede fortalecer su conexión con el medio ambiente y promover comportamientos sostenibles a largo plazo (Mustapa et al. 2021).

En las últimas décadas, numerosos estudios científicos han adoptado el uso de cámaras de fototrampeo o cámaras trampa, cuya versatilidad e inocuidad ha permitido utilizarlas en numerosos estudios (McCallum 2012). Al mismo tiempo, se han desarrollado numerosas plataformas para colaborar en la clasificación y anotación de las imágenes (e.g. *Agouti*, *MammalWeb*, *WildlifeInsign*, *Zooniverse*; Green et al. 2020), lo que supone una oportunidad para digitalizar y agilizar la gestión de esta información. Por todo ello, las cámaras trampa pueden ser una herramienta ideal para proyectos de ciencia ciudadana con niños y niñas desde edades tempranas donde, además de los beneficios que aporta al desarrollo de habilidades como el pensamiento crítico, mejora el conocimiento del entorno y la conciencia ambiental (Hsing et al. 2022). Dichos datos pueden ser utilizados tanto para guiar la gestión de especies de interés, de la fauna silvestre amenazada o de especies exóticas invasoras, como para investigar el comportamiento, la distribución y la abundancia de la fauna silvestre (Meek et al. 2015).

En esta misma línea, el uso de las cámaras trampa por parte de una "ciudadanía científica" es especialmente interesante para monitorear mamíferos silvestres, debido a que muchas especies son difíciles de detectar por su comportamiento nocturno y elusivo (Gaynor et al. 2018). Además, debido a la dificultad de actualización constante a gran escala, los atlas de distribución de especies de mamíferos silvestres suelen carecer de información actualizada en muchas zonas (Escribano et al. 2019). Por ello, el uso de fototrampeo bajo el enfoque de ciencia ciudadana, podría ser una estrategia adecuada para ayudar a mitigar la ausencia de información y los posibles sesgos espaciales, mejorando la cobertura espacial y la calidad de los datos de distribución de los mamíferos silvestres.

Las experiencias de fototrampeo y ciencia ciudadana han sido aplicadas en diferentes contextos geográficos y sociales (Karlin y de la Paz 2015; Forrester et al. 2017; Anton et al. 2018; Parsons et al. 2018; Schuttler et al. 2019; McShea et al. 2016; Hsing et al. 2022), aunque concretamente en España, las experiencias son muy escasas y puntuales (e.g., proyectos de monitorización de los mamíferos terrestres *MammalNet* o *MOMAT*). Por todo ello, el objetivo principal del presente trabajo es demostrar la utilidad de los datos de fototrampeo obtenidos mediante participación ciudadana para mejorar la información sobre mamíferos silvestres. Específicamente, se trata de evaluar si la participación de centros educativos permite mejorar la incorporación de nuevos datos de distribución de mamíferos en las áreas estudiadas de la provincia de Córdoba (España), comparando los datos registrados de cada especie con la información disponible de su distribución hasta el momento en plataformas de recopilación de datos de biodiversidad (e.g. *GBIF*, *Observation*, *iNaturalist*, *iMammalia*).

Material y métodos

Proyectos educativos de ciencia ciudadana

Entre enero y abril de 2024, 11 centros educativos y 800 escolares de cuatro a doce años de edad de la provincia de Córdoba (España) participaron en los proyectos de ciencia ciudadana *IncluScience-Me* y *ConCiencia-2*. El objetivo principal de estos proyectos fue aumentar las dimensiones científica, participativa y social estimulando el interés de la comunidad escolar en la ciencia, la tecnología y la conservación de la naturaleza. Durante el desarrollo de los proyectos se incentivó la participación del alumnado en el diseño de hipótesis, en la observación, la recopilación, el procesamiento y análisis de los datos, así como en su

divulgación. Una de las actividades esenciales consistió en ubicar cámaras de fototrampeo por parte del alumnado, con el fin de mejorar el conocimiento del alumnado sobre las especies de mamíferos de su entorno (Murillo et al. 2023).

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en diferentes localizaciones de la provincia de Córdoba (España) cercanas a los centros educativos participantes, que abarcaron un total de 11 cuadrículas UTM (huso 30-Norte) de 10x10 km (TRAGSATEC 2012, Fig. 1). Aunque con ligeras diferencias, el clima de todas las localizaciones es un clima mediterráneo con veranos calurosos y secos e inviernos suaves y relativamente húmedos. En cuanto al tipo de vegetación, las cuadrículas muestreadas son zonas agrícolas con predominio de olivar y pequeños remanentes de vegetación natural (cuadrículas UG18, UG37, UG43, UG44, UG84 y UG94, Fig. 1); dehesas de encinas con presencia de matorral esclerófilo mediterráneo y vegetación herbácea no cultivada con aprovechamiento ganadero (UG49, UH26, y UH40); y matorral denso de zonas más húmedas formado por especies como el madroño (*Arbutus unedo*), el durillo (*Viburnum tinus*) o el aladierno (*Rhamnus alaternus*) (UG39 y UH30).

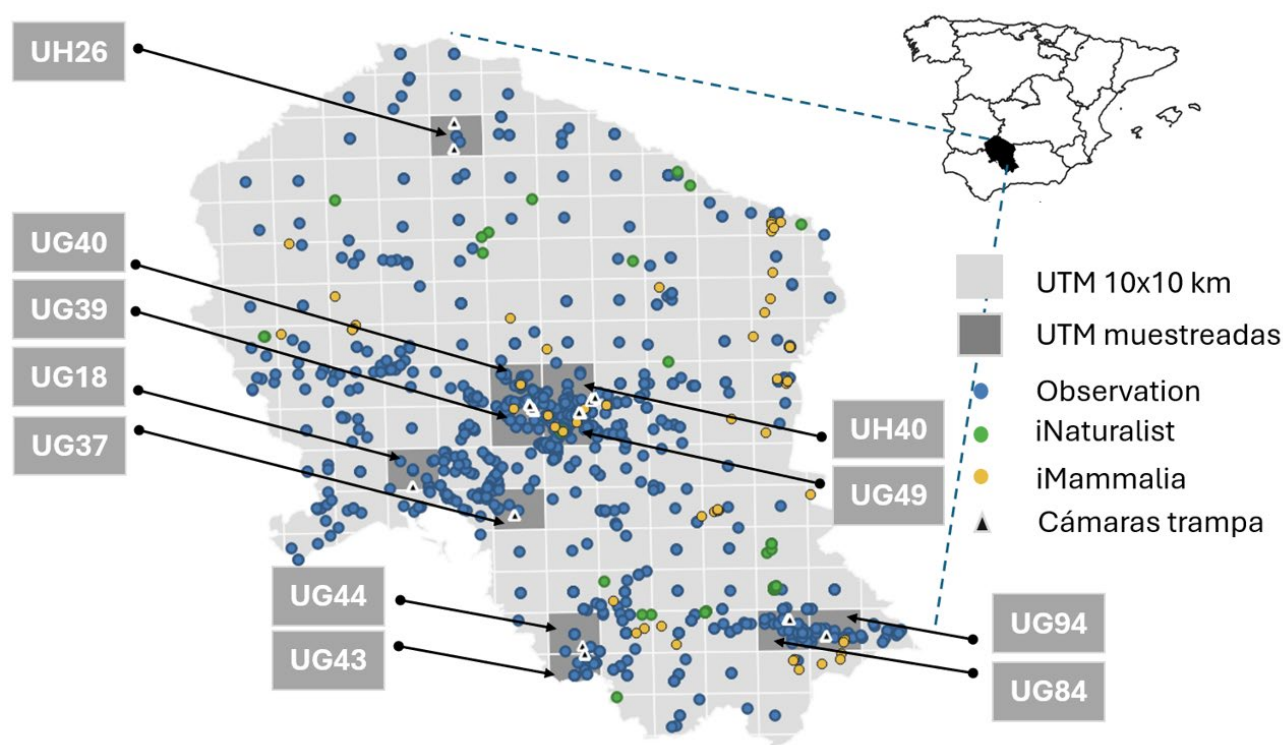


Figura 1. Provincia de Córdoba (en negro sobre el mapa de España) dividida en cuadrículas UTM 10x10 km (gris claro). Las celdas oscuras indican las cuadrículas muestreadas en este estudio, con la ubicación de las cámaras (triángulos). Los puntos azules, verdes y amarillos indican coordenadas de los registros reportados en GBIF para Observation, iNaturalist e iMammalia respectivamente.

Figure 1. Province of Córdoba (in black on the map of Spain) divided into 10x10 km UTM grids (soft grey). The dark cells indicate the grids sampled in this study, with the location of the cameras (triangles). The blue, green, and yellow dots indicate locations of records reported in GBIF from Observation, iNaturalist and iMammalia, respectively.

Metodología de fototrampeo

Se instalaron un total de 57 cámaras en las 11 cuadrículas durante los meses de enero a abril de 2024. En cada cuadrícula, se ubicaron entre 1 y 8 cámaras trampa modelos Browning BCT-5HDPX, BTC-4P y BTC-4E20, las cuales estuvieron activas entre 21 y 30 días en periodos solapados parcialmente (Fig. A1 del Anexo). La distancia entre cámaras dentro de cada cuadrícula varió 100-2700 metros (media $\pm$ desviación estándar (D.E.) = 615 m $\pm$ 822).

Las cámaras fueron ubicadas en árboles a 50 cm sobre el suelo y configuradas para disparar 3 fotografías cada vez que detectaban un animal, con un intervalo de reposo de 1 minuto, que fueron consideradas como registros de secuencias de imágenes (en adelante; registros de secuencias) independientes, a no ser que el animal se mantuviera en frente a la cámara durante periodos más prolongados, generando registros de secuencias con mayor número de imágenes. Algunas cámaras fueron programadas en modo vídeo de 20 segundos de duración (también considerados registros de secuencias) para lograr, además de la identificación de la especie, mostrar su comportamiento al alumnado. El esfuerzo total de muestreo fue de 1610 noches*trampa.

Por otro lado, habitualmente los micromamíferos presentan escasa detectabilidad en los estudios de fototrampeo, debido a diversas razones, dificultando su correcta identificación (Littlewood et al. 2021). Por esta razón, se elaboraron cajas de 50 cm de longitud y 20 cm de ancho y alto en cuyo interior se colocó una cámara con una lente de 4 aumentos para enfoque a corta distancia y se utilizó una mezcla de alimento comercial para granívoros y conejos como cebo (Mos y Hofmeester 2020; Littlewood et al. 2021). En dos de las cuadrículas muestreadas (UG84 y UH26) se ubicaron cuatro de estas cámaras adaptadas en cada una, para aumentar la detectabilidad de los micromamíferos (Fig. A2 del Anexo).

Gestión de imágenes

Las imágenes y vídeos obtenidos de las cámaras trampa se seleccionaron y subieron a la plataforma *MammalWeb* (mammalweb.org). Esta plataforma adaptada y gestionada en España por el proyecto *MammalNet* permite la generación de proyectos de fototrampeo para incentivar la ciencia ciudadana entre diferentes colectivos (Smith et al. 2023). La mayoría de los proyectos están configurados para que cualquier participante pueda acceder gratuitamente a la plataforma y contribuir a identificar las especies registradas. En este estudio, sólo algunas personas asociadas al proyecto estuvieron habilitadas para subir imágenes de los dispositivos instalados por el alumnado, pero se dejó abierto el acceso a la identificación de las imágenes a cualquier persona con interés. Las imágenes mostradas a los participantes fueron seleccionadas al azar y no siguieron un criterio de visualización continua por dispositivo, lo que incrementa la independencia en la identificación y evita posibles sesgos asociados a su visualización de forma consecutiva. Además, cuando las cámaras realizan varias fotografías (multidisparo) cuando son activadas, *MammalWeb* las agrupa en una única secuencia al producir las imágenes en intervalos reducidos de tiempo (considerada en este estudio como un registro de secuencias de imágenes). *MammalWeb* permite que, aprovechando la participación de diferentes anotadores, cada imagen pueda ser visualizada y anotada en frecuentes ocasiones, pudiendo obtener identificaciones repetidas para la mayoría de las imágenes. Esta aproximación utiliza la moda de las especies anotadas para reducir potenciales errores de identificación, aprovechando el potencial de la participación ciudadana (Hsing et al. 2022).

Variación de la riqueza de especies

Debido a la variabilidad espacial en el diseño y en el esfuerzo de muestreo realizados en cada cuadrícula, exploramos la asociación de diferentes factores que pudieran afectar a la riqueza de especies detectadas mediante el uso de modelos lineales. Como covariables se consideraron el número de cámaras usadas por cuadrícula, el esfuerzo de muestreo realizado (número de días-cámara activadas), la fecha de inicio de la temporada (días julianos), la distancia media entre cámaras en cada cuadrícula y variables geográficas como la latitud y longitud de cada cuadrícula. Todos los análisis se realizaron usando el software R (versión 4.4.2; R Core Team 2024). Los modelos lineales se analizaron con MASS (versión 7.3) (Venables y Ripley 2002). A partir de la distribución de los residuos y los criterios de información de Akaike (AIC) se obtuvieron las variables más parsimoniosas de los diferentes modelos, considerando si las relaciones cuadráticas mejoraban el ajuste de los resultados. Para más detalles sobre los análisis consultar el [Material Suplementario](#).

Comparativa entre bases de datos

Global Biodiversity Information Facility (GBIF) es el mayor repositorio mundial de datos de distribución de biodiversidad, y aglutina datos procedentes de muchas otras plataformas y proveedores que vuelcan sus datos en este portal, como *Observation*, *iNaturalist* o *iMammalia*, por lo que es muy utilizado en la literatura científica (Robertson et al. 2014). Para poder comparar los registros obtenidos por fototrampeo con los datos de presencia de mamíferos silvestres (a nivel de especie), se consultó la información disponible en GBIF, seleccionando los datos disponibles entre el año 2008 y 2023 en la provincia de Córdoba (<https://doi.org/10.15468/dl.tsefse>, GBIF 2024). Cabe destacar que en el año 2007 se publicó el Atlas de Mamíferos de España (Palomo et al. 2007), y desde entonces no ha habido ninguna actualización oficial ni centralizada, por lo que la mayoría de los registros en el periodo seleccionado (2008-2023) corresponden a registros oportunistas realizados por la ciudadanía (Llorca et al. 2024). Se consultó directamente la información disponible (hasta 2023) en las plataformas de ciencia ciudadana *Observation* (<https://observation.org/>; fecha de consulta 9 de julio de 2024), *iNaturalist* (<https://www.inaturalist.org/>; agosto de 2024), *iMammalia* (<https://european-mammals.brc.ac.uk/>; agosto de 2024) para identificar registros que no hubieran sido subidos a GBIF por no haber sido validados. Debido a que los anteriores atlas de distribución de especies en España están divididos en cuadrículas UTM de 10x10 km, para cada cuadrícula muestreada se obtuvo el número de registros de cada especie de mamífero silvestre disponibles en GBIF y los datos no validados en las tres plataformas durante el periodo de tiempo seleccionado. Esta información se comparó con el número de registros para cada una de las especies detectadas en nuestros muestreos de fototrampeo, y así conocer la aportación de los datos recolectados en este estudio respecto a la información disponible en otras fuentes de datos.

Para comparar el número de registros recolectados usando diferentes fuentes de datos: GBIF (2008-2023), datos no validados en plataformas de ciencia ciudadana y datos de fototrampeo (cuatro meses en 2024), se ajustaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) usando la distribución Binomial Negativa con vínculo *log*, e incorporando especie y cuadrícula como variables aleatorias (intercepto). Como variable dependiente se usó el número de registros por especie y cuadrícula aportados por cada fuente de datos ($n = 528$), y como variable independiente las diferentes fuentes de datos. Siguiendo este esquema se hicieron dos modelos complementarios: uno que comparaba el número de registros obtenidos en este estudio mediante fototrampeo con los registros de las otras fuentes de datos, y otro modelo (más restrictivo) usando únicamente el número de registros diarios (por especie y cámara), considerando todas las detecciones de una misma especie en un mismo día y cuadrícula como un solo registro. Los GLMM se ajustaron utilizando el paquete lme4-1.1 (Bates et al. 2015) y se evaluaron usando el criterio de información de Akaike (AIC), calculándose el R^2 de Nakagawa (Nakagawa y Schielzeth 2013) y el rendimiento de los modelos mediante los paquetes DHARMa (versión 0.4.7; Harting 2022) y MuMin (versión 1.48.4; Barton 2023). Para más detalles sobre los análisis ver [Material Suplementario](#).

Resultados

Tras la implementación y recogida de datos de fototrampeo se recopilaron 2738 registros de secuencias de imágenes o vídeo en las 11 cuadrículas muestreadas. Para el total de secuencias, se llevaron a cabo 5817 identificaciones realizadas por 15 usuarios diferentes de *MammalWeb* ([MammalWeb 2024](#)). Del total de registros, 1598 (62%) fueron revisados por más de un participante, con un promedio de 2.3 (rango 1-10) identificaciones por secuencia, pero 19 fueron descartados por corresponder con la presencia de humanos, 198 por la presencia de animales domésticos, 290 por la presencia de aves y 626 por estar vacíos o no ser identificables. En resumen, el número total de registros de secuencias para las once cuadrículas fue de 1605 (media $\pm$ D.E = 133.5 $\pm$ 67.11). Esto resultó en 589 registros diarios por cámara que aportaron información de 15 especies de mamíferos silvestres ([Material Suplementario](#)). Cabe destacar que debido a que la mayoría de los roedores, a excepción del lirón careto (*Eliomys quercinus*), presentan gran dificultad para ser identificados, el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*), el ratón común (*Mus musculus*) y la rata negra (*Rattus rattus*) se agruparon en una nueva categoría denominada “pequeños roedores sin identificar” ([Fig. 2](#); [Fig. A2 del Anexo](#)). En las dos cuadrículas donde se ubicaron las cámaras en cajas adaptadas para registrar micromamíferos (UH26 y UG84), se obtuvieron 149 secuencias de registros, lo que supone el 71.9% del total de pequeños mamíferos registrados en ambas cuadrículas.

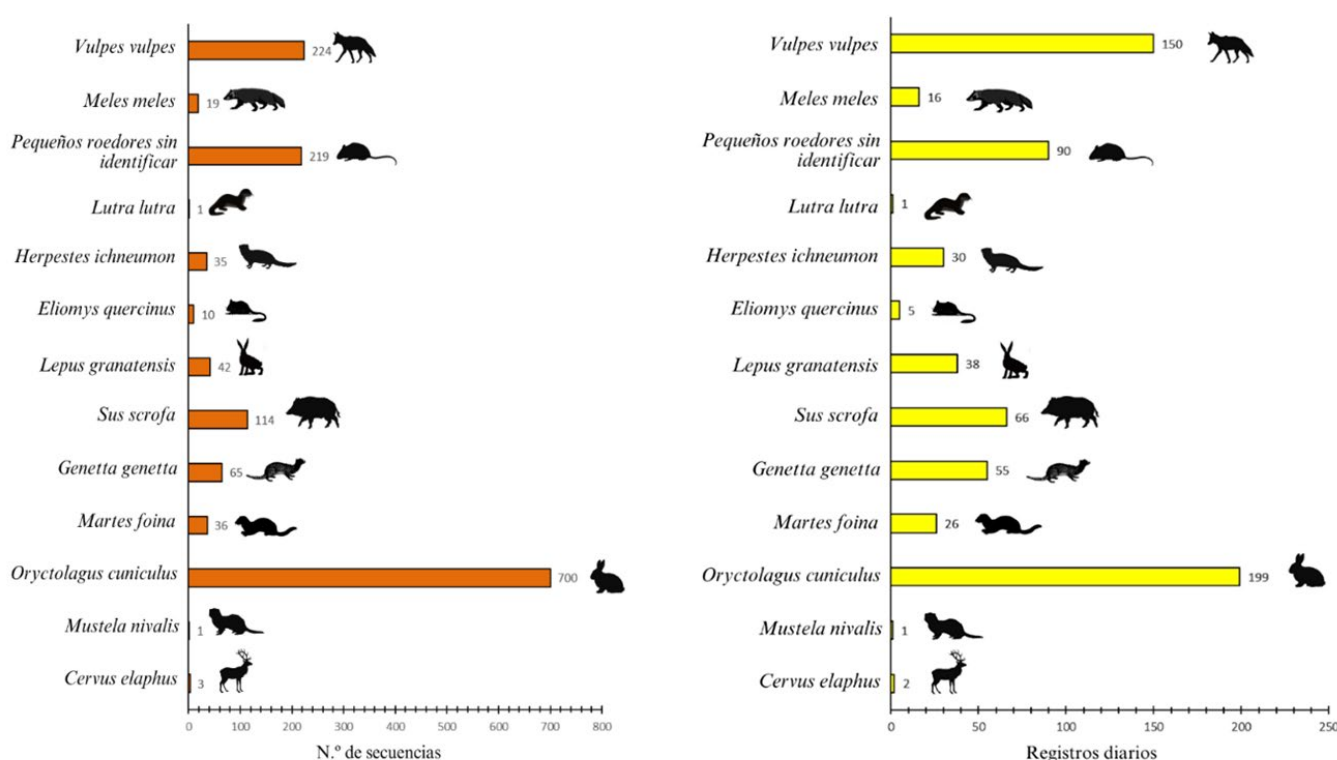


Figura 2. Número total de registros de secuencias (izquierda) y de registros diarios por cámara (derecha) para cada especie registrada mediante fototrampeo.

Figure 2. Total number of sequence records (left) and daily records per camera (right) for each species recorded by photo-trapping.

Sin considerar la categoría de “pequeños roedores sin identificar”, según los modelos ejecutados para evaluar la variación de riqueza de especies entre cuadrículas, se observó una asociación significativa y positiva incrementándose el número de especies hacia el norte ($r = 0.69$; p -valor = 0.017), mientras que la longitud no mostró ningún patrón ($r = -0.36$; p -valor = 0.277). Las dos variables asociadas al esfuerzo; tanto el número de localizaciones-cámaras ($r = 0.75$; p -valor = 0.008) como el número total de días de muestreo por cuadrícula ($r = 0.83$; p -valor = 0.0004) se asociaron significativamente con la riqueza de especies. Adelantar el inicio de la temporada de muestreo (días julianos) también tuvo efectos positivos sobre la riqueza ($r = -0.72$; p -valor = 0.013), mientras que la distancia media entre cámaras no se asoció con la riqueza de especies detectadas ($r = -0.14$; p -valor = 0.631). Al valorar si alguna combinación de estas variables mejoraba la explicación de la variabilidad de la riqueza, se observó que el modelo que mejor explicó dicha variabilidad solo incluyó la variable “número total de días de muestreo por cuadrícula” (AIC = 38.7), y en comparación con los demás modelos todos presentaron un $\Delta AIC > 2$; el siguiente modelo fue la relación polinomial para “número total de días de muestreo por cuadrícula” (AIC = 43.3), pero no mostró un punto de inflexión evidente.

Los registros obtenidos desde *GBIF* mostraron una amplia distribución por la provincia, con observaciones en el 75% de las cuadrículas, concentrados cerca de la capital y otros grandes núcleos habitados o zonas de interés como los espacios naturales protegidos ([Fig. 1](#)). El 99% de los registros recopilados en *GBIF* procedieron de las plataformas de ciencia ciudadana, acumulando información de 1134 (*Observation*), 60 (*iMammalia*) y 35 (*iNaturalist*) registros, con una contribución media de 81, 15, y 4 registros anuales respectivamente, e incorporando información de 20, 12, y 16 especies, respectivamente, para el conjunto

de la provincia de Córdoba desde 2008. La resolución espacial promedio (media $\pm$ D.E.) reportada en estas plataformas fue de 1328 ± 1991 m (*Observation*), $13\,693 \pm 10\,880$ m (*iNaturalist*) y 159 ± 376 m (*iMammalia*). Considerando sólo los registros de los mamíferos silvestres existentes previamente en las 11 cuadrículas muestreadas, durante el periodo de tiempo 2008-2023 se pudo comprobar la existencia de 488 registros en *GBIF* (47.6 ± 7.19) de 14 especies, mientras que los datos no validados en las otras tres plataformas (*Observation*, *iMammalia*, *iNaturalist*) acumularon 437 registros (38.91 ± 34.99) de 15 especies.

En términos comparativos, los 1605 registros de secuencias obtenidos para las 11 cuadrículas estudiadas suponen más de 3 veces los registros aportados durante los últimos 15 años a *GBIF*. Sin embargo, *GBIF* aportó 19 registros únicos de 9 especies en las cuadrículas estudiadas que no pudieron ser documentados por este estudio (Fig. 3). Por otro lado, se han obtenido 10 nuevos registros de 9 especies que no habían sido registradas previamente y se ha verificado por primera vez la presencia de 7 especies en cuadrículas donde su presencia no estaba confirmada (Fig. 3).



Figura 3. Número de registros (eje x) de especies (eje y) por cuadrícula UTM 10x10 km desde diferentes fuentes de datos: *GBIF* (verde); no validados en *Observation*, *iNaturalist*, e *iMammalia* (fucsia); y para los registros diarios (amarillo) en este estudio. Nota. Los valores con (*) indican número de registros únicos para esa especie por fuente de datos y cuadrícula, y los valores con (**) se corresponden con especies con registros previos no validados que se verifican en este estudio.

Figure 3. Number of records (x-axis) of species (y-axis) obtained in each UTM 10x10 km grid from *GBIF* platform (green); unvalidated records in *Observation*, *iNaturalist* and *iMammalia* (fuchsia); and for daily records from this camera trapping study (yellow). Values with (*) highlight the number of exclusive records of that species per source and grid, and the values with (**) correspond to species with unvalidated records verified in this study.

Según los valores de AIC generados a partir del modelo GLMM (AIC-nulo = 1761 vs AIC-modelo = 1754), el número de registros con fototrampeo fue mayor que con los registros acumulados en *GBIF* o los no validados (Tabla 1 y Fig. 4). Aunque el patrón observado previamente con el número de registros se mantiene (Fig. 4), estas diferencias entre fuentes de datos se homogenizan (AIC-nulo = 1671 vs AIC-modelo = 1672) al considerar el GLMM en base a los registros diarios (fototrampeo). Por lo que el volumen de datos de *GBIF* para estas cuadrículas registradas durante los últimos 15 años y los datos diarios de fototrampeo de este estudio (realizados durante cuatro meses) no mostraron diferencias (Tabla 1). La varianza explicada para los dos modelos fue 42% y 46% respectivamente. Sin embargo, una gran parte de la varianza está explicada por los factores aleatorios (cuadrícula y especie), con varianzas marginales más reducidas (2% y 0.4%). En ambos modelos, los residuos se ajustaron a una distribución normal (Kolmogorov-Smirnov test, p-valor > 0.05), no mostraron sobredispersión (dispersion ratio, p-valor > 0.05), hubo homogeneidad de la varianza (Levene Test, p-valor > 0.05), no hubo desvíos de la uniformidad dentro de grupo (Levene Test, p-valor > 0.05), y tampoco hubo indicios de exceso de ceros (Zero Inflated test, p-valor > 0.05).

Tabla 1. Resumen de los resultados de los modelos seleccionados, con estimaciones de coeficientes e intercepto, así como errores estándar y valores p para el modelo basado en número total de registros de secuencias y el modelo con registros diarios de fototrampeo.

Table 1. Summary of the results of the selected models, with coefficient and intercept estimates, as well as standard errors and p-values for the model based on the total number of sequences and the model with daily camera-trapping records.

Modelo registros de secuencias	Coeficientes	Error estándar	p-valor
Intercepto	0.51	0.42	0.231
<i>GBIF</i>	-0.75	0.23	0.001
No validados	-0.56	0.23	0.012

Modelo registros diarios	Coeficientes	Error estándar	p-valor
Intercepto	0.08	0.41	0.838
<i>GBIF</i>	-0.34	0.21	0.098
No validados	-0.20	0.21	0.322

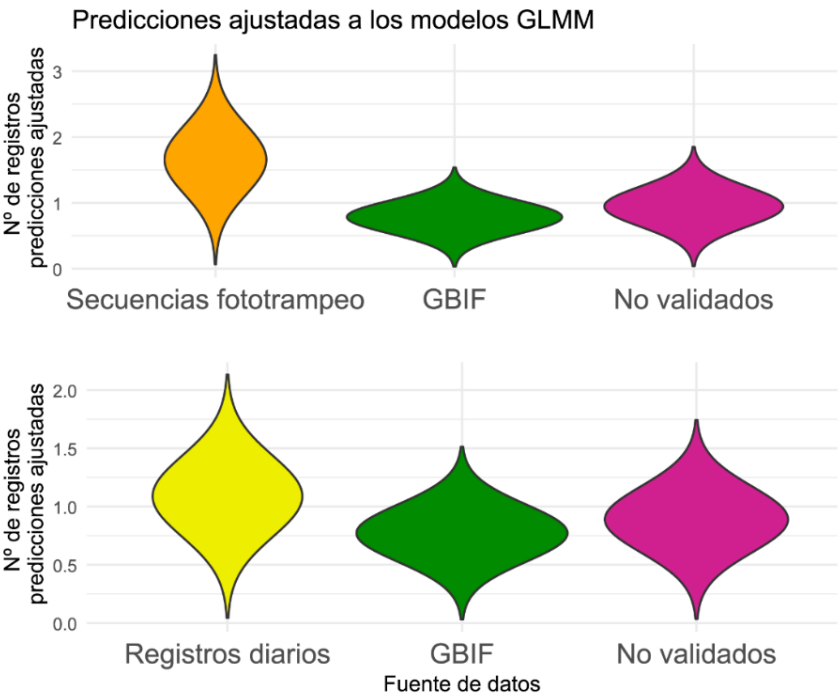


Figura 4. Comparación gráfica del efecto marginal para las diferentes fuentes de datos. Para cada uno de los modelos seleccionados, se muestra respectivamente el número de registros de secuencias de fototrampeo (naranja) y número de registros diarios (amarillo) en comparación con los registros en *GBIF* (verde) o con los datos no validados en plataformas de ciencia ciudadana (fucsia).

Figure 4. Graphical comparison of the marginal effect for the different data sources. For each of the selected models, the number of sequences (orange) and the number of daily records (yellow) are shown respectively compared to records in *GBIF* (green) or to unvalidated data in citizen science platforms (fuchsia).

Discusión

Este estudio muestra cómo el fototrampeo combinado con ciencia ciudadana puede ser una estrategia viable para aumentar la información de calidad sobre la distribución de los mamíferos silvestres lo que, a su vez, puede mejorar y actualizar los atlas de distribución de mamíferos al aumentar la cobertura espacial y taxonómica.

Se registraron 9 especies en 10 cuadrículas muestreadas que no contaban con registros previos en los distintos repositorios de datos considerados durante el periodo de tiempo 2008-2023. Además, se aporta un importante número de registros de especies que contaban con muy pocos datos, como por ejemplo el tejón, la garduña o el meloncillo, y que han sido registradas en varias ocasiones por las cámaras trampa (Fig. 2; Fig. 3). Además, este estudio ha podido confirmar la presencia de 7 especies en 9 cuadrículas cuya presencia había sido reportada previamente pero no había sido verificada hasta la fecha. Por ejemplo, algunas especies como la liebre, el jabalí, el tejón o el zorro no contaban con datos previos validados, lo que pone de manifiesto la necesidad de aportar datos incluso de especies relativamente abundantes y fáciles de identificar. De hecho, muestreos previos realizados en la provincia de Córdoba consiguieron, para 8 especies de mamíferos silvestres en 15 cuadrículas UTM, 24 nuevas citas y 21 primeros registros validados (Mendoza-Lozano et al. 2022; Guerrero-Casado et al. 2022). Por tanto, incrementar el número de áreas muestreadas, y promover la participación de los centros educativos, es una oportunidad para mejorar la cobertura y la calidad de la información sobre la distribución de las especies.

Esfuerzos de muestreo concentrados en periodos cortos pueden ser tan efectivos como los registros oportunistas a largo plazo, pero tienen la limitación de que la cobertura espacial puede ser mucho más restringida, por lo que sería recomendable focalizar esfuerzos en áreas con menor información disponible. Por otro lado, los resultados de los modelos sugieren que es necesario un incremento del esfuerzo de muestreo para maximizar el número de especies detectadas, por lo que si se pretende hacer muestreos en periodos reducidos (20-30 días por cuadrícula) sería recomendable incrementar el número de cámaras por cuadrículas (8-13 cámaras) para maximizar la detección de especies. El efecto positivo de los días julianos obtenidos en este estudio se podría explicar por un mayor número de registros en invierno que en primavera probablemente por cambios comportamentales relacionados con la actividad reproductora (Vilella et al. 2020). La relación positiva de la riqueza de especies con la latitud podría explicarse porque en el sur de la provincia predominan los paisajes agrícolas, mientras que en el norte la vegetación natural está mejor conservada.

También es importante remarcar que los datos recolectados tuvieron una alta precisión espacial. Aunque los datos para este artículo se han proyectado en cuadrículas UTM 10x10 km para realizar la comparativa, también se reportan las coordenadas para cada área de estudio con un error de 1 km² (Material suplementario), lo que permite ser trasladadas fácilmente a la nueva malla de referencia propuesta por la Agencia Europea de Medio Ambiente (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/eea-reference-grids>). Numerosas plataformas de ciencia ciudadana, bajo diferentes criterios o por demanda de los usuarios, no reportan la precisión espacial del registro, tienden a reportar los datos espaciales con una baja resolución espacial o no reportan información de algunas especies más sensibles, condicionando el acceso en abierto de la información. Aunque este tipo de aproximación puede ser suficiente para generar atlas de distribución, tiende a ser insuficiente para la modelización de las especies, y puede condicionar su utilización en nuevas aproximaciones metodológicas (Fernández-López et al. 2023).

Otra ventaja de esta aproximación es que el registro de las secuencias en *MammalWeb* permite incorporar en sus metadatos información adicional como el esfuerzo de muestreo, fechas donde las cámaras estuvieron operativas, hora de captura, tipo de hábitat, el uso o no de cebo, y modelo de la cámara, entre otros. Esta información puede ser usada para determinar indicadores de tasas de captura o patrones comportamentales como el ritmo de actividad, que no suelen estar disponibles con registros oportunistas (observaciones). Disponer de dicha información en repositorios abiertos abre la posibilidad de combinar estos datos con otros estudios que promuevan nuevas aproximaciones científicas (Rodríguez-Sánchez et al. 2016).

En cuanto a las limitaciones de este estudio, algunas están relacionadas con la naturaleza de los datos de ciencia ciudadana (Burgess et al. 2017; Johnston et al. 2023). Tanto la selección de las localizaciones como la ubicación de los dispositivos estuvieron condicionados por el contexto de los centros educativos y del alumnado participante. Además, el esfuerzo de muestreo fue diferente en las cuadrículas muestreadas, y las cámaras fueron ubicadas por distinto personal en distintos tipos de hábitats, lo que también podría condicionar los registros obtenidos y dificultar la comparativa en términos absolutos. Aunque el número de cuadrículas muestreadas no fue muy alto y están relativamente cerca, los resultados mostrados aquí podrían ser representativos de lo que ocurre en muchas zonas de España donde la información es incompleta (Escribano et al. 2019) y es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo, para lo que la ciencia ciudadana se vuelve un enfoque interesante. Por otro lado, no se logró registrar la presencia de algunas especies detectadas previamente, lo que puede deberse a distintos motivos, como la necesidad de realizar un mayor esfuerzo de muestreo, la dificultad de registrar especies poco probables de detectar como la comadreja o el turón o las limitaciones de especies asociadas a hábitats específicos no muestreados; ambientes acuáticos (nutria), o especies arborícolas (la ardilla roja). Por lo tanto, tanto los estudios planificados como los registros oportunistas (observaciones) mediante la ciencia ciudadana se complementan y se refuerzan para mejorar el conocimiento de la distribución de especies de mamíferos silvestres (Callaghan et al. 2020).

Adicionalmente, podemos considerar que la adaptación de los dispositivos para aumentar la detección de micromamíferos dio resultado (Fig. 2), ya que permitió la detección de un mayor número de micromamíferos y la obtención de imágenes más nítidas, pero la identificación de las imágenes a nivel de especie realizada a través de *MammalWeb* estuvo dificultada por la escasa experiencia de los identificadores en este grupo. Sin embargo, cabe mencionar la posibilidad de que esta adaptación facilite la identificación a una persona más experta o incluso a softwares de reconocimiento de imágenes mediante inteligencia artificial, al proporcionar imágenes con mayor resolución que con las cámaras trampa colocadas de forma convencional (Fig. A2 del Anexo).

Por último, numerosos aficionados que usan el fototrampeo de forma lúdica podrían contribuir con sus capturas a mejorar la información de numerosas áreas, obteniendo información muy valiosa para la conservación y monitorización de la fauna. El uso de plataformas de ciencia ciudadana, como *MammalWeb*, que permitan incorporar y estandarizar la información de fototrampeo, registrando los metadatos de las ubicaciones, dispositivos, datos temporales, de esfuerzo o las identificaciones realizadas para cada imagen, es clave para conservar los datos en el tiempo. La promoción de redes de centros educativos que se involucran de forma activa en la participación en este tipo de actividades a la par que incorporan esta información en el currículo podría ser una estrategia positiva de obtención de información y fomento del espíritu de conservación (por ejemplo: <https://www.eea.europa.eu/themes/air/urban-air-quality/cleanair-at-school>). Sin embargo, se enfrenta a diferentes desafíos para su implementación a nivel nacional o regional, algunos de tipo financiero, logístico o administrativo (e.g. permisos para ubicar las cámaras en espacios naturales protegidos). No obstante, los principales obstáculos podrían estar asociados a la implicación y la participación de los centros educativos y los equipos docentes para ejecutar estos proyectos de forma autónoma, que en algunos niveles pueden carecer de una formación científica robusta y el acceso a la ciencia puede resultar complicado (Hooykaas et al. 2019). Por ello, la formación y el apoyo de personal científico y naturalista es esencial para explotar el potencial de la alianza entre las escuelas y la ciencia ciudadana. Todo ello, con el fin de promover la generación de información que, a medio-largo plazo, podría reducir las necesidades y retos de la conservación de la biodiversidad.

Contribución de los autores

Murillo-Jiménez, T: conceptualización, cuidado de los datos, investigación, gestión del proyecto, redacción del borrador original, revisión y edición; Ferrer-Ferrando, D: análisis formal, investigación, validación, visualización, redacción-revisión y edición; Olivares-Collado, C: cuidado de los datos, investigación, revisión y edición; Blanco-Aguilar, J. A: conceptualización, gestión de datos, investigación, análisis formal, validación, redacción, revisión y edición, adquisición de fondos; Guerrero-Casado, J: análisis formal, adquisición de fondos, conceptualización, supervisión, validación, redacción del borrador original, revisión y edición, adquisición de fondos.

Disponibilidad de datos

Los datos, el código y resultados complementarios de este trabajo se encuentran disponibles en formato abierto y pueden ser consultados a través de los siguientes enlaces:

Los datos, metadatos, código y resultados complementarios utilizados en los análisis de este estudio, depositados en Zenodo: <https://doi.org/10.5281/zenodo.14859654>.

Material Suplementario: Registro de observaciones por especie, día y localización en *GBIF* <https://doi.org/10.15470/aiq6nz>

Financiación, permisos requeridos, potenciales conflictos de interés y agradecimientos

El presente trabajo fue desarrollado como parte de dos proyectos educativos: 1) "ciencia ciudadana en las aulas para impulsar la cultura científica y la conservación de la biodiversidad: *IncluScience-Me*", con la colaboración de la Fundación Española para la Ciencia y la Tecnología (FECYT) - Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (FCT-22-17727); y 2) "Cultura Científica en las aulas (*ConCiencia-2*): acercamiento de la alfabetización científica y la biodiversidad a las aulas del medio rural", financiado por el IX Plan Propio Galileo de Innovación y Transferencia de la Universidad de Córdoba (PPG2023-UCOSOCIAL-05). Blanco-Aguilar, J. A. ha sido financiado por la Comisión Europea - NextGenerationEU, a través del Programa Momentum CSIC (MNT24-IREC-01). Se agradece especialmente la labor e implicación de los centros educativos participantes, así como de sus representantes: CEIP Nuestra Señora de Loreto, CEIP Ana de Charpentier, CEIP Nicolás del Valle, CEIP Nuestra Señora de la Cabeza, CEIP Carmen de Burgos, CEIP Tirso de Molina, CEIP Séneca, CPR Maestro Rafael Chacón Villafranca, La Trébola Montessori School, CDP Virgen de la Fuensanta y CDP Séneca. Finalmente, agradecemos al alumnado de los grados de Biología, Educación Infantil y Primaria por su apoyo durante las sesiones de aula y de campo. Se agradecen los comentarios y sugerencias aportados por los tres revisores que han permitido mejorar la calidad de este artículo. También queremos agradecer las siguientes asociaciones y entidades que han colaborado en el proyecto: Asociación MAXIMES, Asociación de Divulgación Científica y Pensamiento Crítico de Ciudad Real, Casa de la Ciencia de la Ciudad Real, Unidad de Cultura Científica y de la Innovación de la UCO, y a la Unidad de Educación Inclusiva de la UCO.

Los autores/as declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Referencias

- Anton, V., Hartley, S., Geldenhuis, A., Wittmer, H.U. 2018. Monitoring the mammalian fauna of urban areas using remote cameras and citizen science. *Journal of Urban Ecology* 4(1). <https://doi.org/10.1093/jue/juy002>
- Barton, K. 2023. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.47.1. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1), 1-48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Burgess, H.K., DeBey, L.B., Froehlich, H.E., Schmidt, N., Theobald, E.J., Ettinger, A.K., HilleRisLambers, J. 2017. The science of citizen science: Exploring barriers to use as a primary research tool. *Biological Conservation* 208, 113-120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.014>

- Callaghan, C.T., Poore, A.G.B., Mesaglio, T., Moles, A.T., Nakagawa, S., Roberts, C., Rowley, J. J.L., et al. 2021. Three frontiers for the future of biodiversity research using citizen science data. *BioScience* 71, 55–63. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa131>
- Castagneyrol, B., Valdés-Correcher, E., Bourdin, A., Barbaro, L., Bouriaud, O., Branco, M., Centenaro, G., et al. 2020. Can School Children Support Ecological Research? Lessons from the Oak Bodyguard Citizen Science Project. *Citizen Science: Theory and Practice* 5(1), 10. <https://doi.org/10.5334/cstp.267>
- Ceballos, G., Ehrlich, P., Dirzo, R. 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signalled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(30), E6089. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>
- Chandler, M., See, L., Copas, K., Bonde, A.M., López, B.C., Danielsen, F., Legind, J.K., et al. 2017. Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. *Biological Conservation* 213, 280–294. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.004>
- Dickinson, J.L., Shirk, J., Bonter, D., Bonney, R., Crain, R.L., Martin, J., Phillips, T., et al. 2012. The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10, 291–297. <https://doi.org/10.1890/110236>
- Escribano, N., Galicia, D., Ariño, A.H. 2019. Completeness of Digital Accessible Knowledge (DAK) about terrestrial mammals in the Iberian Peninsula. *PLoS ONE* 14(3), e0213542. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213542>
- Fernández-López, J., Acevedo, P., Gimenez, O. 2023. La unión hace la fuerza: modelos de distribución de especies integrando diferentes fuentes de datos. *Ecosistemas* 32(1), 2527–2527. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2527>
- Forrester, T.D., Baker, M., Costello, R., Kays, R., Parsons, A.W., McShea, W.J. 2017. Creating advocates for mammal conservation through citizen science. *Biological Conservation* 208, 98–105. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.025>
- Frigerio, D., Pipek, P., Kimmig, S. 2018. Citizen science and wildlife biology: synergies and challenges. *Ethology* 124, 365–77. <https://doi.org/10.1111/eth.12746>
- Gaynor, K.M., Hohnowski, C.E., Carter, N.H., Brashares, J.S. 2018. The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science* 360(6394), 1232–1235. <https://doi.org/10.1126/science.aar7121>
- GBIF.org (09 July 2024) *GBIF Occurrence Download* <https://doi.org/10.15468/dl.tsefse>
- Green, S.E., Rees, J.P., Stephens, P.A., Hill, R.A., Giordano, A.J. 2020. Innovations in camera trapping technology and approaches: The integration of citizen science and artificial intelligence. *Animals* 10(1), 132. <https://doi.org/10.3390/ani10010132>
- Guerrero-Casado, J., Carpio, A.J., Mendoza-Lozano, A., Tortosa, F.S. 2022. Detección de mesocarnívoros en zonas agrícolas del sur de España mediante trampeo fotográfico en puntos de agua. *Galemys, Spanish Journal of Mammalogy* 34, 28–32. <https://doi.org/10.7325/GALEMYS.2022.N2>
- Hartig, F. 2022. *DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models*. R package version 0.4.7. <https://cran.r-project.org/package=DHARMA>
- Hassani, H., Huang, X., Macfeely, S., Entezarian, M.R. 2021. Big Data and the United Nations Sustainable Development Goals (UN SDGs) at a Glance. *Big Data and Cognitive Computing* 5(3), 28. <https://doi.org/10.3390/bdcc5030028>
- Hooykaas, M., Schilthuisen, M., Aten, C., Hemelaar, E., Albers, C., Smeets, I. 2019. Identification skills in biodiversity professionals and laypeople: A gap in species literacy. *Biological Conservation*, 238, 108202. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108202>
- Hsing, P.-Y., Hill, R.A., Smith, G.C., Bradley, S., Green, S.E., Kent, V.T., Mason, S.S., et al. 2022. Large-scale mammal monitoring: The potential of a citizen science cameratrapping project in the United Kingdom. *Ecological Solutions and Evidence* 3: e12180 <https://zenodo.org/records/3553579>
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D.E., Coscieme, L., Golden, A.S., Guerra, C.A. 2022. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances* 8(45), eabm9982 <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Johnston, A., Matechou, E., Dennis, E.B. 2023. Outstanding challenges and future directions for biodiversity monitoring using citizen science data. *Methods in Ecology and Evolution* 14(1), 103–116. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13834>
- Karlin, M., De La Paz, G. 2015. Using camera-trap technology to improve undergraduate education and citizen-science contributions in wildlife research. *The Southwestern Naturalist* 60(2-3), 171–179. <https://doi.org/10.1894/SWNAT-D-14-00005.1>
- Littlewood, N.A., Hancock, M.H., Newey, S., Shackelford, G., Toney, R. 2021. Use of a novel camera trapping approach to measure small mammal responses to peatland restoration. *European Journal of Wildlife Research* 67: 12. <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01449-z>
- Llorca, A.B., Tortosa, F.S., Guerrero-Casado, J. 2024. Lack of Data or Lack of Weasels? The Likely Silent Extinction of Weasel *Mustela nivalis* (Carnivora: Mustelidae) in Spain. *Diversity* 16(8):446. <https://doi.org/10.3390/d16080446>
- MammalWeb 2024. *MammalWeb records. Occurrence dataset*. [accessed via GBIF.org on 2025-02-10] <https://doi.org/10.15468/se5ad5>
- McCallum, J. 2012. Changing use of camera traps in mammalian field research: habitats, taxa and study types. *Mammal Review* 43, 196–206. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2012.00216.x>
- McShea, W.J., Forrester, T., Costello, R., He, Z., Kays, R. 2016. Volunteer-run cameras as distributed sensors for macrosystem mammal research. *Landscape Ecology* 31(1), 55–66. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0262-9>
- Meek, P.D., Ballard, G.A., Vernes, K., Fleming, P.J.S. 2015. The history of wildlife camera trapping as a survey tool in Australia. *Australian Mammalogy* 37, 1–12. <https://doi.org/10.1071/AM14021>
- Mendoza-Lozano, A., Llorca, A.B., Ponte-González, M., Mármol-Melendo, M., Guerrero-Casado, J. 2022. Nuevos registros de mamíferos silvestres en la provincia de Córdoba (España) mediante fototrampeo: ¿especies en expansión o poco muestreadas? *Trianoi* 7, 69–79.
- Mos, J., Hofmeester, T.R. 2020. The Mostela: an adjusted camera trapping device as a promising non-invasive tool to study and monitor small mustelids. *Mammal Research* 65, 843–853. <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00513-y>
- Murillo, T., Osuna, I., Rodríguez, J., Serrano, S. 2023. ¿Conoce el alumnado de infantil la biodiversidad que le rodea? Alfabetización en biodiversidad y educación para el desarrollo sostenible. En: Martínez, J.A. y otros (Eds.), *Tendencias educativas en el siglo XXI: perspectivas de todos los miembros de la comunidad educativa*, pp. 137–147. Dykinson, S.L. Madrid, España.
- Mustapa, N.D., Hassan, K., Che Mohd Nasir, S.N., Arminda, W. 2021. Age and Gender Differences in Experience with and Connectedness to Nature Among Children. *Environment-Behaviour Proceedings Journal* 6(16), 3–9. <https://doi.org/10.21834/ebpj.v6i16.2707>
- Nakagawa, S., Schielzeth, H. 2013. A general and simple method for obtaining R^2 from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(2), 133–142. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00261.x>
- Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. 2007. *Atlas y Libro Rojo de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid, España. 588.
- Parsons, A.W., Goforth, C., Costello, R., Kays, R. 2018. The value of citizen science for ecological monitoring of mammals. *PeerJ* 6, e4536. <https://doi.org/10.7717/peerj.4536>

- Pocock, M.J., Tweddle J.C., Savage J., Robinson L.D., Roy H. E. 2017. The diversity and evolution of ecological and environmental citizen science. *PLoS ONE* 12, e0172579. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172579>
- R Core Team 2024. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Robertson, T., Döring, M., Guralnick, R., Bloom, D., Wieczorek, J., Braak, K., Otegui, J., et al. 2014. The GBIF Integrated Publishing Toolkit: Facilitating the Efficient Publishing of Biodiversity Data on the Internet. *PLoS ONE* 9(8), e102623. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0102623>
- Rodríguez-Sánchez, F., Pérez-Luque, A.J. Bartomeus, I., Varela, S. 2016. Ciencia reproducible: qué, por qué, cómo. *Ecosistemas* 25(2): 83-92. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2016.25-2.11>
- Schuttler, S.G., Sorensen, A., Jordan, R., Cooper, C.B., Shwartz, A. 2018. Bridging the nature gap: Can citizen science reverse the extinction of experience? *Frontiers in Ecology and the Environment* 16, 405–411. <https://doi.org/10.1002/fee.1826>
- Schuttler, S.G., Sears, R.S., Orendain, I., Khot, R., Rubenstein, D., Rubenstein, N., Dunn, R.R., et al. 2019. Citizen science in schools: Students collect valuable mammal data for science, conservation, and community engagement. *Bioscience* 69(1), 69-79. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy141>
- Smith, G., Roy, D., Stephens, P., Casaer, J., Jansen, P., Blanco-Aguiar, J.A. 2023. MAMMALNET—citizen science data collection from a one health perspective. *One Health Cases* (2023), ohcs20230021. <https://doi.org/10.1079/onehealthcases.2023.0021>
- Theobald, E.J., Ettinger, A.K., Burgess, H.K., DeBey, L.B., Schmidt, N.R., Froehlich, H.E., Wagner, C., et al. J.K. 2015. Global change and local solutions: Tapping the unrealized potential of citizen science for biodiversity research. *Biological Conservation* 181, 236-244. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.021>
- Toomey, A.H., Domroese, M.C. 2013. Can citizen science lead to positive conservation attitudes and behaviors? *Human Ecology Review* 20, 50–62.
- TRAGSATEC. 2012. Malla 10 x 10 km. Área de Banco de Datos de la Naturaleza. Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental. Ministerio para la Transición Ecológica. https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/malla10x10terrestre_p_tcm30-199156.zip
- Venables, W.N., Ripley, B.D. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York, USA. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2>
- Vilella, M., Ferrandiz-Rovira, M., Sayol, F. 2020. Coexistence of predators in time: Effects of season and prey availability on species activity within a Mediterranean carnivore guild. *Ecology and Evolution* 10, 11408–11422. <https://doi.org/10.1002/ece3.6778>

Anexo / Appendix

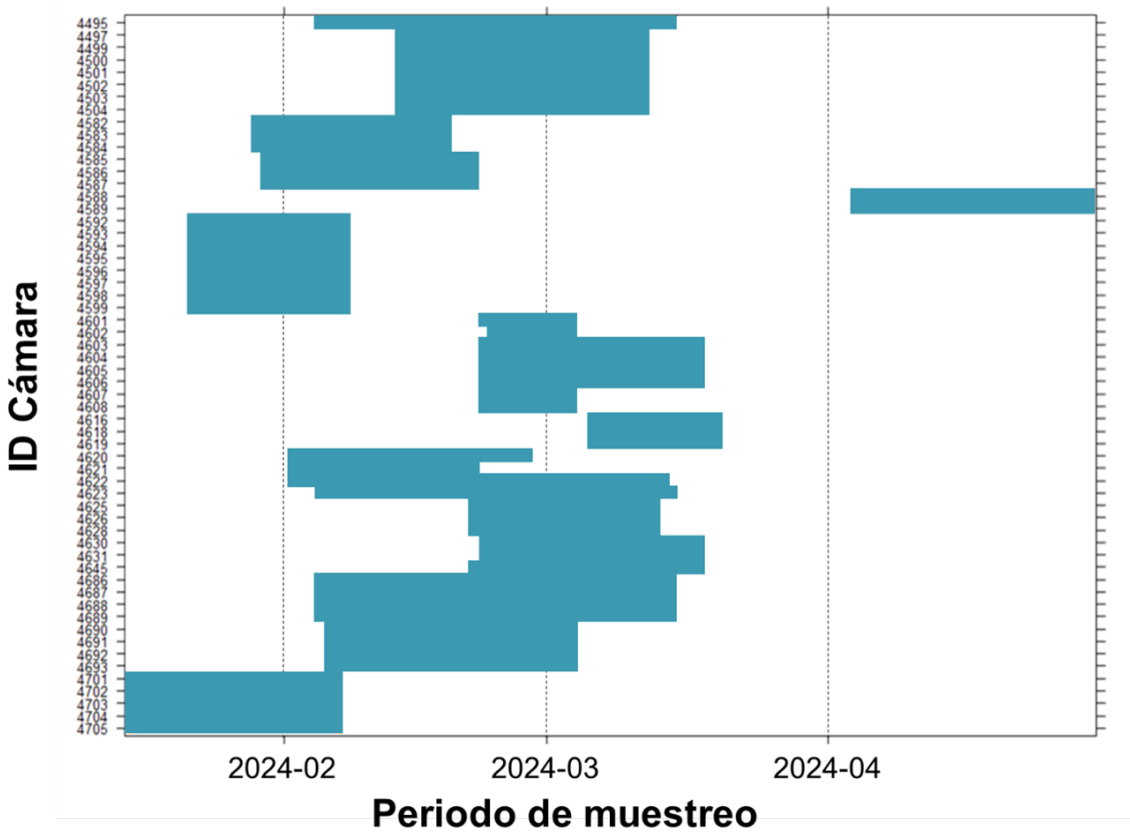


Figura A1. Operatividad de cada una de las cámaras empleadas en el estudio (eje y) a lo largo del periodo de muestreo (el eje x muestra la fecha de inicio de cada mes).

Figure A1. Operational status of each camera used in the study (y-axis) over the sampling period (x-axis shows the initial date of each month).



Figura A2. Cámara adaptada para la identificación de micromamíferos (izquierda) y una imagen capturada de rata negra (*Rattus rattus*) dentro de la caja adaptada (derecha).

Figure A2. Camera adapted for the identification of small mammals (left) and an image captured of a black rat (*Rattus rattus*) inside the adapted box (right).